

亚热带米楮天然林土壤有机氮组分对模拟氮沉降的响应

曹平丽^{1,2,3}, 孙思怡^{2,3}, 卢胜旭^{2,3}, 林浩^{2,3}, 刘小飞^{1,2,3}, 林伟盛^{1,2,3}, 郭剑芬^{1,2,3}

(1.福建师范大学地理研究所,福州 350007;2.福建省植物生理生态重点实验室,
福州 350007;3.福建三明森林生态系统国家野外科学观测研究站,福建 三明 365002)

摘要:随着人类活动向大气排放越来越多的氮化合物,生态系统中的氮含量逐渐呈现饱和状态,亚热带地区已成为全球氮沉降最严重的区域之一。土壤有机氮组分能直观反映土壤氮素有效性对氮沉降的响应。以福建三明格氏栲自然保护区内的米楮天然林为研究对象,探讨不同施氮水平[0,40,80 kg N/(hm²·a)]对土壤有机氮组分的影响。结果表明:(1)高氮处理下土壤有机氮(SON)含量(1.23 g/kg)显著高于对照处理(0.89 g/kg),高氮处理的土壤活性氮组分(LP I—N+LP II—N)含量(0.28 g/kg)显著高于低氮(0.24 g/kg)和对照处理(0.22 g/kg),而土壤惰性氮组分(RP—N)含量在高氮(0.94 g/kg)和低氮(0.82 g/kg)处理中都显著高于对照处理(0.68 g/kg)。(2)与对照和低氮处理相比,高氮处理显著提高土壤全氮(TN)、微生物生物量氮(MBN)、铵态氮(NH₄⁺—N)含量和β—N—乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)活性($p < 0.05$),硝态氮(NO₃⁻—N)、可溶性有机氮(DON)含量和β—葡萄糖苷酶(βG)、纤维素水解酶(CBH)活性随着施氮量的增加均呈上升趋势。(3)冗余分析(RDA)表明,土壤TN、NAG酶与有机氮及其各组分呈显著正相关,而土壤MBN、NH₄⁺—N与土壤有机氮及其各组分的相关性也较强。可见该区域氮沉降提高土壤氮养分有效性和微生物活性,这有助于进一步了解全球气候变化背景下亚热带森林土壤养分转化与循环机制。

关键词:米楮天然林;氮沉降;酶活性;土壤有机氮组分

中图分类号:S718.5

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2023)04-0243-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbxb.2023.04.030

Response of Soil Organic Nitrogen Fractions to Nitrogen Deposition in a Subtropical Natural *Castanopsis carlesii* Forest

CAO Pingli^{1,2,3}, SUN Siyi^{2,3}, LU Shengxu^{2,3}, LIN Hao^{2,3},

LIU Xiaofei^{1,2,3}, LIN Weisheng^{1,2,3}, GUO Jianfen^{1,2,3}

(1.Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007;

2.Fujian Provincial Key Laboratory of Plant Physiology and Ecology, Fuzhou 350007;

3.Fujian Sanming Forest Ecosystem National Observation and Research Station, Sanming, Fujian 365002)

Abstract: As more and more nitrogen fractions are discharged into the atmosphere by human activities, the nitrogen content in the ecosystem gradually becomes saturated, and subtropical region has become one of the regions with the most serious nitrogen deposition in the world. Soil organic nitrogen (SON) fractions can directly reflect the response of soil nitrogen availability to nitrogen deposition. The effects of different nitrogen application levels [0, 40, 80 kg N/(hm²·a)] on SON fractions were studied in a natural *Castanopsis carlesii* forest in the *Castanopsis kawakamii* Nature Reserve located in Sanming, Fujian Province. The results showed that: (1) SON content under high nitrogen treatment (1.23 g/kg) was significantly higher than that under control treatment (0.89 g/kg). The content of soil labile nitrogen fraction (LP I—N + LP II—N) in high nitrogen treatment (0.28 g/kg) was significantly higher than that in low nitrogen (0.24 g/kg) and control treatments (0.22 g/kg). Soil recalcitrant nitrogen (RP—N) contents in high nitrogen (0.94 g/kg) and low nitrogen (0.82 g/kg) treatments were significantly higher than that in control (0.68 g/kg). (2) Compared with control and low nitrogen treatment, high nitrogen treatment significantly

收稿日期:2022-11-22

资助项目:国家自然科学基金项目(32271717);福建省科技厅对外合作项目(2022I0012);福建省自然科学基金项目(2021J01179);福建师范大学碳中和研究院自然科学基金项目(TZHZ2022-01)

第一作者:曹平丽(1997—),女,硕士研究生,主要从事亚热带森林碳氮循环研究。E-mail:cpl1552164082@163.com

通信作者:郭剑芬(1977—),女,教授,主要从事森林碳氮循环与全球变化研究。E-mail:jfguo@fjnu.edu.cn

increased the contents of soil total nitrogen (TN), microbial biomass nitrogen (MBN), ammonium nitrogen ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) and β -N-acetylglucosaminidase (NAG) activity ($p < 0.05$). The contents of nitrate nitrogen ($\text{NO}_3^- - \text{N}$), dissolved organic nitrogen (DON) and the activities of β -glucosidase (βG) and cellulolytic enzyme (CBH) showed an increasing trend with the increase of nitrogen application level. (3) Redundancy analysis (RDA) showed that soil TN and NAG enzymes were positively correlated with organic nitrogen and its fractions, while soil MBN and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ were correlated with SON fractions. Overall, nitrogen deposition in this region improves soil nitrogen availability and microbial activity, which is helpful to further understand the soil nutrient transformation and cycling mechanism in subtropical forests under global climate change.

Keywords: natural *Castanopsis carlesii* forest; nitrogen deposition; enzyme activity; soil organic nitrogen fractions

氮(N)是森林生态系统中限制植物生产力的主要营养元素,同时,由于碳(C)和氮循环之间的紧密耦合,土壤氮的有效性在很大程度上决定了气候变化下的森林碳固存,影响生态系统对全球气候变化的响应^[1]。土壤有机氮(organic nitrogen, SON)含量占土壤全氮的 90% 以上,其在森林土壤的氮素供应、保持和矿化中起着关键作用,也是反映土壤肥力和植物营养需求的重要指标^[2]。因此,对土壤有机氮及其各组分的研究有助于更深入地了解森林生态系统中土壤氮素的循环和周转。而目前研究中的土壤有机氮组分分类方法繁多,不同浸提方法能够得到不同分类的有机氮组分,其中 H_2SO_4 水解法能最大限度地浸提出土壤中有效性高、周转速率快、极易被利用的活性氮组分和较难分解、周转速率慢的惰性氮组分^[3]。

近年来,人类社会的工业和农业活动急剧增多,空气中氮的生成和沉降速度显著增加,生态系统中的氮含量已经由限制状态向饱和状态过渡^[4]。而中国亚热带地区是全球最严重的氮沉降区域之一,氮沉降速率高达 $38 \text{ kg N}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ^[5]。已有研究表明,氮的输入对森林生态系统产生不同程度的影响,大气氮沉降或施用氮肥的适度增加对植物净初级生产力^[6]、土壤氮磷钾养分提高^[7]及生态结构改善^[4]都有一定的贡献,但氮沉降或施用氮肥的过度则引起土壤酸化^[8]、生物多样性降低^[9]和氮损失增加^[10]等问题,打破土壤养分平衡,影响生态系统的稳定性。

目前,关于氮沉降的研究主要集中于森林动植物、微生物、土壤有机碳库及无机氮库转化等对氮沉降的响应^[11],对土壤有机氮组分的影响研究涉及较少。而在氮沉降背景下,研究土壤有机氮组分的差异及机理更能反映土壤有机质的动态变化,是深入研究土壤氮素循环转化的基础。相关研究发现,土壤有机氮组分主要受土地利用方式^[12]、有机质输入的数量和质量^[13]及微生物活性和群落结构^[14]等因素影响,其中,氮沉降主要通过改变森林生态系统凋落物量、植物根系分解、土壤微生物活性和有机氮的稳

定性影响土壤有机氮组分^[13]。目前,众多施氮或模拟氮沉降试验中对有机氮组分的影响研究还没有统一结论,林伟等^[15]研究认为,天然林中的土壤活性氮组分随着氮添加水平增加而减少,这是因为氮添加提高土壤微生物的活性,加速硝化进程,土壤中过量的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 无法快速地被微生物和植物吸收同化,大量 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 通过淋溶作用从土壤中流失,而造成土壤活性氮库含量减少;而孙宇等^[16]、李琛琛等^[17]研究认为,森林土壤 DON、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量随着氮沉降量的增加而累积,使得土壤活性氮库含量增加,这主要由于土壤中外源氮输入的增加,不仅能直接增加土壤有效氮的含量,而且施氮后增强土壤的氮素矿化速率,进一步增加土壤中矿质氮的含量,从而缓冲硝化菌、反硝化菌与植物的吸收,减少氮的竞争,增加氮的积累。此外,由于不同地区背景、施氮种类和施氮量等有差异,导致土壤有机氮组分含量和结构组成对外源氮添加有不同的响应^[4];林伟等^[15]研究发现,不同的样地和不同施氮量处理均对土壤惰性氮含量的影响存在较大差异。同时,氮添加时间长短对土壤理化性质、土壤微生物群落和结构的影响也不同^[18],进而对土壤有机氮组分的影响亦有所差异。因此,开展森林土壤有机氮组分对氮沉降响应的研究,有助于深入认识森林土壤氮循环与氮沉降间的反馈作用。

我国湿润亚热带地区分布着世界上面积最大的常绿阔叶林,具有明显的区域特色,在我国森林生态系统的碳氮循环中发挥着重要作用^[19]。为此,本文以福建三明格氏栲自然保护区内的米槠天然林为研究对象,通过连续 7 年的氮沉降模拟试验,探讨不同施氮处理对米槠天然林内土壤有机氮组分的影响及主要调控因素,以期为全球气候变化背景下亚热带森林土壤氮素的转化与循环机制研究提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究样地位于福建省东南部的三明格氏栲自然保

护区内(26°11′45″N,117°28′38″E),平均海拔 300 m,该地区气候类型为亚热带季风气候,年平均气温 19.4 ℃,年平均降水量 1 700 mm,降水主要集中在 3—7 月,年平均蒸发量 1 585 mm,相对湿度 79%,植被类型为中亚热带常绿阔叶林,乔木层以米楮(*Castanopsis carlesii*)为主,林内物种多样性丰富。

2012 年 11 月在研究区内建立了长期模拟氮沉降观测样地。根据亚热带大气氮沉降的背景值约 38 kg N/(hm²·a),设置对照(CT,不施氮)、低氮[LN, 40 kg N/(hm²·a)]和高氮[HN,80 kg N/(hm²·a)]3 个处理,每个处理 4 个重复,每个样方大小为 20 m×20 m;每月月初进行施氮处理,用硝酸铵 NH₄NO₃(分析纯)配制 20 L 不同浓度的硝酸铵溶液(低氮处理为 381 g NH₄NO₃,高氮处理为 762 g NH₄NO₃),将其均匀地喷洒在样方内的土壤表层,对照处理喷洒等体积的去离子水。

1.2 研究方法

1.2.1 土壤样品采集 2019 年 7 月在每个样方内 0—10 cm 土层按照“S”形随机取 5 个土芯,然后将 5 个土样混合成 1 份土样,共取 12 个土样。将土壤样品带回实验室过 2 mm 筛后,用于测定土壤基本理化指标的土壤放置于 4 ℃ 冰箱内;用于测定土壤微生物指标的土壤保存于-20 ℃ 冰箱内;用于测定土壤有机碳、全氮、活性和惰性氮组分和 pH 等指标的土壤自然风干。

1.2.2 土壤基本理化性质的测定 带回实验室的土壤进行理化性质分析。使用 pH 计测定土壤酸碱度(水土比为 2.5:1);土壤可溶性有机碳(dissolved organic carbon,DOC)和可溶性有机氮(dissolved organic nitrogen,DON)采用 20 mL 去离子水浸提 5 g 鲜土,经振荡、离心和抽滤后,DOC 用总有机碳分析仪(TOC-VCPH, Shimadzu)测定,DON 用连续流动分析仪(Skalar San ++, Netherlands)测定滤液中的 TN、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 后通过计算得到,计算公式为:

$$\text{DON}=\text{TN}-(\text{NH}_4^+-\text{N})-(\text{NO}_3^--\text{N})$$

土壤矿质氮测定采用 20 mL 2 mol/L KCl 溶液浸提 5 g 鲜土,振荡、离心和过滤后,使用连续流动分析仪测定浓度;土壤有机碳(soil organic carbon, SOC)和全氮(total nitrogen, TN)用过 100 目筛的风干土,采用土壤碳氮元素分析仪测定浓度。

1.2.3 土壤微生物生物量的测定 通过熏蒸—硫酸钾浸提法^[20]提取微生物生物量碳(MBC)和微生物生物量氮(MBN),分别采用总有机碳分析仪和连续流动分析仪测定浓度。计算公式为:

$$\text{MBC}=E_C/k_{EC} \quad \text{MBN}=E_N/k_{EN}$$

式中: E_C 为熏蒸与未熏蒸土壤有机碳含量的差值(mg/kg); k_{EC} 为 MBC 的转换系数,取值 0.45; E_N 为熏蒸与未熏蒸土壤有机氮含量的差值(mg/kg); k_{EN} 为 MBN 的转换系数,取值 0.45^[20]。

1.2.4 土壤酶活性的测定 土壤中 β-葡萄糖苷酶、纤维素水解酶和 β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶分别参与土壤中碳、氮元素的水解循环,有助于植物从土壤中获取碳、氮等养分元素^[21]。参照 Saiya-Cork 等^[22]方法测定土壤中 β-葡萄糖苷酶、纤维素水解酶和 β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶 3 种水解酶的活性。用伞形酮(MUB)做标示底物,将 1 g 土壤添加到 125 mL 50 mmol/L 的醋酸缓冲液中(pH=5.0),并混合 1 min;然后将 200 μL 等分试样分配到 96 孔微孔板中,每个样品 16 次重复,每个重复包含 200 μL 样品悬浮液和 50 μl 底物;将微孔板在 20 ℃ 黑暗中培养 4 h 后,分别加入 10 μL、1 mol/L NaOH 溶液使其反应停止,用多功能酶标仪(Synergy H, 美国)测定水解酶的荧光度^[22]。各种酶缩写及所用底物见表 1。

表 1 活性土壤酶的种类、缩写和所用底物

酶	缩写	底物
β-葡萄糖苷酶	βG	4-MUB-β-D-glucoside
纤维素水解酶	CBH	4-MUB-β-D-cellobioside
β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶	NAG	4-MUB-N-acetyl-β-D-glucosaminide

1.2.5 土壤氮组分的测定 土壤有机氮组分采用不同浓度 H₂SO₄ 进行水解提取^[3],以最大限度地释放土壤样品中的活性和惰性氮组分。将 1 g 磨碎的土壤样品用 20 mL 5 mol/L 的 H₂SO₄ 溶液在 105 ℃ 下消煮 30 min,完成后转移溶液到离心管内,然后用 20 mL 去离子水冲洗消煮管中的残余溶液到之前的离心管中,振荡、离心后所得滤液为活性氮组分 I (fraction of labile nitrogen I, LP I-N)。然后将残余物在 60 ℃ 干燥后加入 2 mL 26 mol/L 的 H₂SO₄ 溶液溶解土样,连续振荡 10 h 后加去离子水将 H₂SO₄ 浓度稀释至 2 mol/L,于 105 ℃ 消解 3 h,后续处理同前,即得到活性氮组分 II (fraction of labile nitrogen II, LP II-N),活性氮组分的滤液用连续流动分析仪测定。将剩余残留物用去离子水冲洗 2 次,在 60 ℃ 下干燥后得到土壤惰性氮组分(fraction of recalcitrant nitrogen, RP-N),RP-N 用土壤碳氮元素分析仪测定。

1.3 数据处理

本研究采用 SPSS 20.0、Origin 9.0 和 Canoco 5.0 软件进行统计分析和数据处理,采用 AI 2020 软件进行图形绘制。为检验数据的正态分布和方差齐性,首先对所有的反应变量进行正态分布检验和 F 检验;

然后对不同氮沉降处理的土壤理化性质、酶活性、氮组分等数据进行单因素方差分析(One-way ANOVA),并使用事后 LSD 测试进行多重比较,以对比不同氮沉降处理之间的差异($p < 0.05$)。此外,采用 CANOCO 5.0 软件,以不同氮沉降处理下土壤基本理化性质作为解释变量,土壤有机氮及其活性和惰性氮组分作为响应变量进行冗余分析(RDA)。

土壤有机氮含量为活性氮组分 I、II 及惰性氮组分之和;土壤活性氮指数为活性氮组分 I、II 之和占有机氮库的百分比,惰性氮指数是惰性氮组分占有机氮库的百分比^[3]。计算公式为:

土壤有机氮(organic nitrogen, SON) = LP I - N + LP II - N + RP - N

活性指数(labile index, LP - N, %) = (LP I - N + LP II - N) / SON

惰性指数(recalcitrant index, RP - N, %) = RP - N / SON

表 2 不同施氮处理下土壤理化性质

项目	CT	LN	HN
pH	4.36±0.01a	4.17±0.02b	4.18±0.02b
土壤含水率(SWC)/%	41.18±0.74a	40.82±0.59a	37.66±0.89b
土壤有机碳(SOC)/(g·kg ⁻¹)	25.57±1.04a	23.96±0.41a	23.52±0.95a
土壤总氮(TN)/(g·kg ⁻¹)	1.67±0.03b	1.74±0.05b	1.91±0.07a
碳氮比(C:N)	15.33±0.77a	13.79±0.23ab	12.29±0.32b
微生物生物量碳(MBC)/(mg·kg ⁻¹)	229.81±7.45a	219.24±10.13a	217.58±9.88a
微生物生物量氮(MBN)/(mg·kg ⁻¹)	51.48±5.60b	63.33±7.04a	73.32±7.04a
铵态氮(NH ₄ ⁺ -N)/(mg·kg ⁻¹)	12.45±0.63b	13.89±0.84ab	14.61±0.40a
硝态氮(NO ₃ ⁻ -N)/(mg·kg ⁻¹)	9.43±0.23a	8.67±0.58a	10.09±0.47a
可溶性有机碳(DOC)/(mg·kg ⁻¹)	119.85±11.49a	111.84±5.92a	110.10±10.92a
可溶性有机氮(DON)/(mg·kg ⁻¹)	6.91±0.43a	7.98±0.57a	9.41±1.53a

注:表中数据为平均值±标准差($n=4$);同行不同小写字母表示不同处理间差异显著($p < 0.05$);CT、LN、HN 分别表示对照、低氮和高氮处理。下同。

2.2 不同施氮处理下土壤酶活性

与 CT 相比,HN 处理显著提高土壤 NAG 酶活性,土壤 β G 和 CBH 酶活性在 3 种处理中无显著变化,但是都随着施氮量的增加呈升高趋势(表 3)。这表明,氮添加对土壤氮相关酶的影响较大,并且施氮量增加可能促进土壤有机质的分解以及氮等养分的释放。

表 3 不同施氮处理下土壤胞外酶活性

单位:nmol/(g·h)

项目	CT	LN	HN
β G	95.51±13.45a	119.06±23.05a	126.04±10.39a
NAG	102.31±6.41b	117.80±13.01ab	134.47±8.93a
CBH	17.19±3.21a	20.49±4.99a	21.23±4.64a

2.3 不同施氮处理下土壤有机氮及其各组分

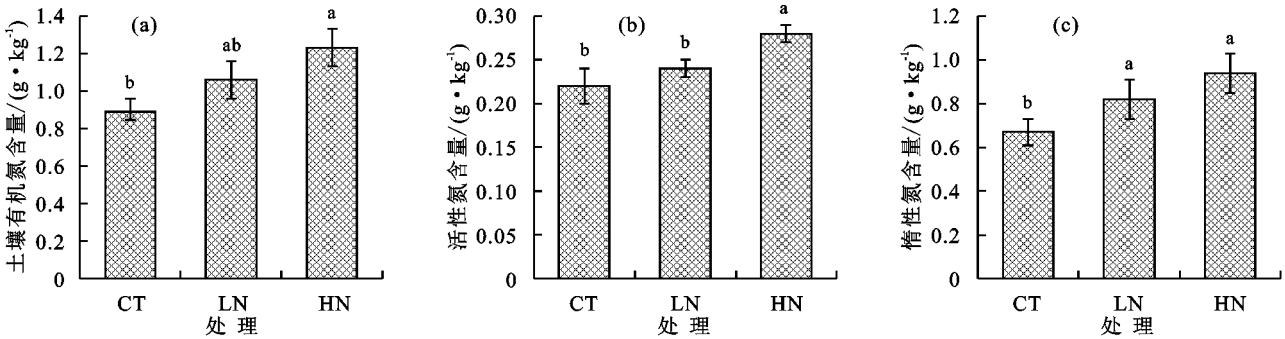
由图 1 可知,HN 处理的土壤有机氮(SON)含量

2 结果与分析

2.1 不同施氮处理下土壤理化性质

由表 2 可知,与 CT 和 LN 处理相比,HN 处理显著提高土壤 TN 含量($p < 0.05$),分别是 CT 和 LN 处理的 1.14、1.10 倍,表明随着向土壤中施加氮肥量的增加,土壤 TN 含量也呈逐渐增加趋势。与 CT 处理相比,LN 和 HN 处理均显著降低土壤 pH 和 C:N,但显著提高土壤 MBN 含量,而且 HN 处理显著提高了土壤 NH₄⁺-N 含量。土壤 MBC、SOC、NO₃⁻-N、DOC、DON 含量在 3 种处理间无显著差异($p > 0.05$),其中 NO₃⁻-N、DON 含量随着施氮量的增加呈上升趋势。土壤中 pH 降低可能是由于向土壤中施加硝酸铵溶液,一定程度上引发土壤酸化,同时使土壤中 DON、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 等速效养分含量呈增加趋势,而氮添加对土壤中的碳含量影响较小,因此土壤 C:N 呈降低趋势。

(1.23 g/kg) 显著高于 CT 处理(0.89 g/kg)($p < 0.05$)。同时,HN 处理的活性氮组分(LP I - N + LP II - N)含量(0.28 g/kg)亦显著高于 LN(0.24 g/kg)和 CT 处理(0.22 g/kg)。而 LN 和 HN 处理的惰性氮(RP - N)含量差异不明显(分别为 0.82、0.94 g/kg),但其均显著高于 CT 处理(0.67 g/kg)。土壤 SON、活性氮、惰性氮组分均随着氮添加量的增加而增加,可能是由于施氮后增加土壤中 DON、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 等活性有机氮含量,同时土壤有效氮易被微生物吸收而存于微生物体中不易被分解利用,随着微生物的死亡而固存于土壤中,使难分解的惰性氮组分含量增加。此外,3 个处理的土壤有机氮活性指数和惰性指数均无显著差异(图 2),说明氮添加没有显著影响活性氮组分或惰性氮组分占土壤总有机氮的比例。



注:图柱上方不同小写字母表示不同处理间差异显著($p<0.05$)。下同。

图 1 不同施氮处理下土壤有机氮及各组分含量

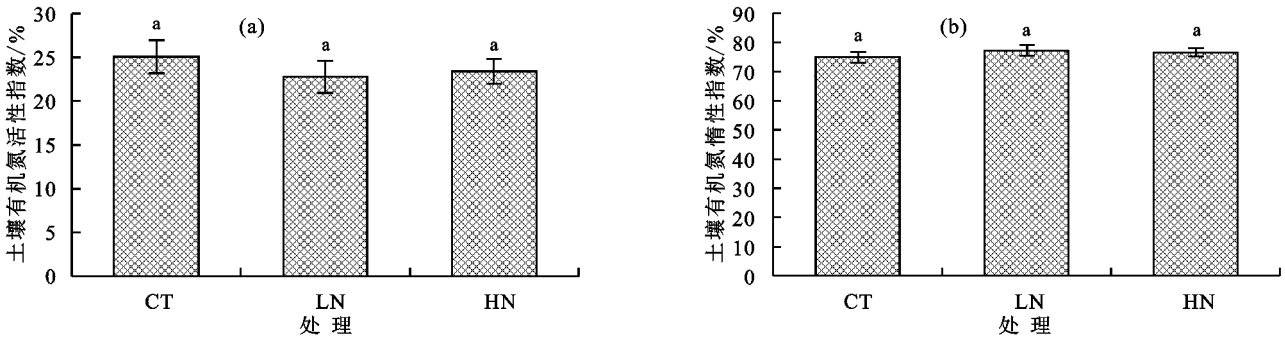


图 2 不同施氮处理下土壤有机氮活性和惰性指数

2.4 土壤有机氮组分与土壤理化性质的冗余分析

将土壤基本理化与有机氮组分进行冗余分析,结果表明,土壤 TN、NAG 酶、MBN 和 NH_4^+-N 与土壤有机氮组分均呈正相关关系。RDA1 和 RDA2 分别解释变量变化的 81.62% 和 10.55%。其中土壤 TN 和 NAG 酶分别解释土壤有机氮组分变化的 55.6% 和 12.0%(图 3),与土壤有机氮组分呈显著正相关。因此,土壤 TN 和 NAG 酶对土壤有机氮组分的变化起关键作用,同时 MBN 以及 NH_4^+-N 等基本理化因子对不同处理氮组分含量也具有较大的影响。可见在氮沉降背景下,土壤中有有效氮、TN 和 N 相关酶是促进亚热带米槠天然林土壤有机氮组分转化的重要因素。

对土壤生态系统氮素循环有着重要作用,但它特别容易受气候变化的干扰,而氮沉降是影响土壤活性氮素转化的关键因素^[23]。已有研究^[15]表明,外源氮的添加主要影响土壤速效养分如矿质氮的含量,能够提高土壤中有有效氮和 TN 含量,而土壤中的有效氮可为微生物的生长和活性提供能量来源,引起表层土壤微生物数量及其活性增加,促进土壤活性有机氮组分的分解和转化,从而影响土壤有机氮库的变化。同时,Farrell 等^[24]的研究结果也表明,氮添加提高土壤氮有效性,为微生物提供必要的氮源,导致微生物快速生长,进而增加土壤中 MBN 含量,而土壤 MBN、 NH_4^+-N 、NAG 酶活性与活性有机氮组分呈正相关,这与本研究结果一致。

有关氮添加对土壤有机氮组分的影响机制方面,吴越^[25]研究表明,外源氮添加也通过改变土壤氮相关的胞外酶和微生物活性,提高氮的矿化速率,促使土壤中的 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、DON 含量显著提高,增加土壤中微生物可利用底物,也有利于微生物生物量氮的增加^[26],这都增加土壤中活性氮含量。本研究中,施氮后的土壤 DON、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 等有效氮含量增加,土壤中可利用的底物含量增多,土壤微生物生物量和活性的增强,促使土壤中氮矿化加快,进一步增加土壤中 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量,使 HN 处理中土壤活性氮含量显著增加。此外,由于活性氮组分是参与土壤氮矿化的活跃组分之一,周转速率快,极易被植物吸收利用,因此其在土壤中保留的含量较少^[4],但当较多外源氮添加到土壤中

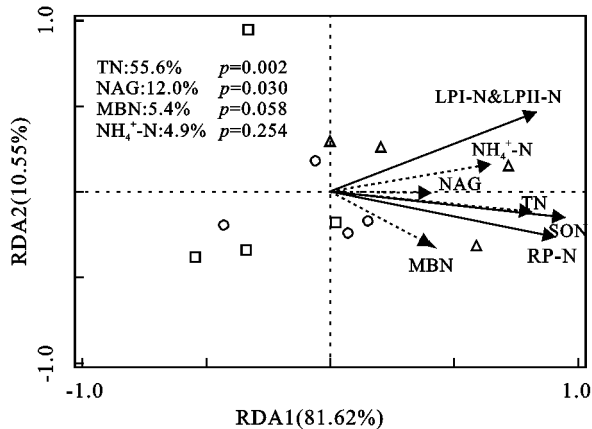


图 3 土壤有机氮组分与土壤理化性质指标的冗余分析

3 讨论

3.1 土壤活性有机氮组分对模拟氮沉降的响应

活性有机氮是参与土壤氮矿化的活跃组分之一,

时,植物群落吸收利用相对饱和,活性氮组分可能在土壤产生一定的累积,导致土壤中的活性氮组分含量较未施氮肥前显著增加,因此 HN 处理促进土壤中活性有机氮组分的积累。可见,氮添加主要通过影响土壤中的可利用基质、微生物和 N 酶来影响土壤中的活性有机氮组分的转化。

3.2 土壤惰性有机氮组分对模拟氮沉降的响应

施氮增加土壤活性氮的同时也显著增加土壤惰性氮含量(图 1)。辛奇等^[27]认为,外源氮添加可以促进土壤微生物分解凋落物,释放更多的 DON 或 DON 矿化增加有效氮含量;同时有效氮的增加抑制森林中木质素分解酶的产生,而土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与木质素或酚类化合物结合能形成难分解的腐殖化合物,降低土壤氮分解速率,从而增强土壤中惰性氮的累积^[28]。本研究 LN 和 HN 处理显著增加土壤 DON 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量,这可能促进土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与木质素的结合,增强土壤惰性氮(PR-N)的累积(图 1)。此外,也有研究^[29]表明,当土壤中活性氮组分含量增加时,微生物从惰性氮库中获取基质的能力减弱,从而使土壤惰性氮含量增加。本研究 LN 和 HN 处理已开展 7 年,活性氮组分含量均呈增加趋势,微生物对惰性氮组分的利用明显减少,使土壤惰性氮逐年累积;另外,施氮年限较长,土壤中微生物死亡体中的氮可能逐渐固存于土壤中,亦使得难分解的惰性氮逐渐累积^[15]。

本样地前期研究^[30]发现,该区域氮富集增加使土壤中植物根系能够直接获取到更多可利用的养分元素,促进植物根系生长,使 LN 和 HN 处理后米楮天然林的细根生物量和根长密度显著增加,而土壤植物根系中含有较多的难降解物质,如缩合单宁等化合物,这种成分在惰性氮的产生中具有关键作用^[31]。施氮处理也使得土壤中微生物和 NAG 酶活性增强(表 3),进一步加快植物根系的分解和转化。因此,土壤中的细根在分解过程中产生的难降解物质可能将大量的有机氮转化为较为稳定的惰性氮成分储存于土壤中^[32],使 LN 和 HN 处理的土壤中的惰性氮含量显著增加。

与王海珍等^[3]研究结果不同,本研究施氮处理没有显著影响土壤有机氮活性指数和惰性指数(图 2),这可能是因为随着施氮量的增加,土壤有机氮、活性氮和惰性氮含量均增加,因此不同处理下的活性氮和惰性氮含量占土壤有机氮库的百分比无显著变化。

4 结论

经过 7 年氮沉降模拟试验, LN 和 HN 处理均提高土壤有机氮及各组分含量。施氮处理后 MBN、DON、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量增加,土壤可利用基质含量增加,提高土壤微生物和 NAG 等水解酶活性,从而使土壤活性和惰性氮组分增加。由此可见,氮沉降通过

增加土壤可利用基质、提高微生物活性等过程,促进土壤的氮循环。同时,惰性氮含量的增加有利于土壤中的氮固存。

参考文献:

- [1] 陆景陵,胡霁堂.植物营养学[M].北京:高等教育出版社,2006:105-107.
- [2] Wu H Q, Du S Y, Zhang Y L, et al. Effects of irrigation and nitrogen fertilization on greenhouse soil organic nitrogen fractions and soil-soluble nitrogen pools[J]. *Agricultural Water Management*, 2019, 216(1): 415-424.
- [3] 王海珍,陆宇明,张磊,等.采伐剩余物不同处理方式对杉木幼林土壤有机氮组分的影响[J]. *应用生态学报*, 2022, 33(5): 1199-1206.
- [4] 贺佩,李悦,江明兢,等.连续氮添加 14 年对温带典型草原土壤碳氮组分及物理结构的影响[J]. *生态学报*, 2021, 41(5): 1808-1823.
- [5] Jia Y L, Yu G R, Gao Y N, et al. Global inorganic nitrogen dry deposition inferred from ground-and space-based measurements [J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: e19810.
- [6] 张祥林,胡玉福,舒向阳,等.基于整合分析的氮添加对草地植被多样性、生物量及净初级生产力影响[J]. *四川农业大学学报*, 2020, 38(3): 290-298.
- [7] 黄路婷,刘济明,李佳,等.氮添加对米槁林下土壤养分及酶活性的影响[J]. *中南林业科技大学学报*, 2021, 41(6): 122-130.
- [8] 王学良,潘钰,窦龙涛,等.氮沉降和氮添加对土壤微生物的影响[J]. *农业科学*, 2022, 12(7): 634-642.
- [9] Ochoa-Hueso R. Nonlinear disruption of ecological interactions in response to nitrogen deposition[J]. *Ecology*, 2016, 97(10): 2802-2814.
- [10] 郭亚兵,毛晋花,王聪,等.氮、磷添加对热带森林土壤氮转化及损失影响的研究进展[J]. *生态学杂志*, 2021, 40(10): 3339-3354.
- [11] 于美佳,叶彦辉,韩艳英,等.氮沉降对森林生态系统影响的研究进展[J]. *安徽农业科学*, 2021, 49(3): 19-24, 27.
- [12] 郭宝玲,郑祥洲,余居华,等.不同恢复年限退化土壤有机氮组分变化特征[J]. *生态环境学报*, 2021, 30(1): 92-99.
- [13] 涂利华,胡庭兴,张健,等.模拟氮沉降对华西雨屏区苦竹林土壤有机碳和养分的影响[J]. *植物生态学报*, 2011, 35(2): 125-136.
- [14] Tesfaye M A, Bravo F, Ruiz-Peinado R, et al. Impact of changes in land use, species and elevation on soil organic carbon and total nitrogen in Ethiopian Central Highlands[J]. *Geoderma*, 2016, 261: 70-79.
- [15] 林伟,马红亮,裴广廷,等.氮添加对亚热带森林土壤有机碳氮组分的影响[J]. *环境科学研究*, 2016, 29(1): 67-76.
- [16] 孙宇,彭天驰,李顺,等.模拟氮沉降对湿性常绿阔叶次生林土壤碳氮组分和酶活性的影响[J]. *水土保持学报*, 2019, 33(2): 235-243, 250.

- [17] 李琛琛,刘宁,郭晋平,等.氮沉降对华北落叶松叶特性和林下土壤特性的短期影响[J].生态环境学报,2014,23(12):1924-1932.
- [18] 朱瑞芬,唐凤兰,刘杰淋,等.羊草草甸草原土壤微生物量碳氮对短期施氮的响应[J].草地学报,2016,24(3):553-558.
- [19] 吴波波,郭剑芬,吴君君,等.采伐剩余物对林地表层土壤生化特性和酶活性的影响[J].生态学报,2014,34(7):1645-1653.
- [20] Lützow M, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, et al. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions: A review[J].European Journal of Soil Science, 2006,57(4):426-445.
- [21] Bell C, Carrillo Y, Boot C M, et al. Rhizosphere stoichiometry: Are C : N : P ratios of plants, soils, and enzymes conserved at the plant species-level? [J].New Phytologist,2014,201(2):505-517.
- [22] Saiya-Cork K R, Sinsabaugh R L, Zak D R. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil[J]. Soil Biology and Biochemistry,2002,34(9):1309-1315.
- [23] Luce M S, Whalen J K, Ziadi N, et al. Labile organic nitrogen transformations in clay and sandy-loam soils amended with ¹⁵N-labelled faba bean and wheat residues[J]. Soil Biology and Biochemistry,2014,68:208-218.
- [24] Farrell M, Prendergast-Miller M, Jones D L, et al. Soil microbial organic nitrogen uptake is regulated by carbon availability[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014,77: 261-267.
- [25] 吴越.凋落物和氮添加对罗浮栲林土壤分组碳氮的影响[D].福州:福建师范大学,2019.
- [26] 杨起帆,熊勇,余泽平,等.江西官山不同海拔常绿阔叶林土壤活性氮组分特征[J].中南林业科技大学学报, 2021,41(9):138-147.
- [27] 辛奇,梁楚涛,张娇阳,等.氮添加对白羊草土壤水溶性碳氮及其光谱特征的影响[J].水土保持研究,2017,24(5):93-98,104.
- [28] 吕超群,田汉勤,黄耀.陆地生态系统氮沉降增加的生态效应[J].植物生态学报,2007,31(2):205-218.
- [29] Craine J M, Morrow C, Fierer N. Microbial nitrogen limitation increases decomposition[J]. Ecology, 2007, 88(8):2105-2113.
- [30] Fan Y X, Zhong X J, Lin F, et al. Responses of soil phosphorus fractions after nitrogen addition in a subtropical forest ecosystem: Insights from decreased Fe and Al oxides and increased plant roots[J].Geoderma, 2019,337:246-255.
- [31] Koranda M, Schneckner J, Kaiser C, et al. Microbial processes and community composition in the rhizosphere of European beech the influence of plant C exudates[J].Soil Biology and Biochemistry,2011,43(3): 551-558.
- [32] 张磊,贾淑娴,李啸灵,等.凋落物和根系输入对亚热带米楮天然林土壤有机碳组分的影响[J].水土保持学报,2021,35(3):244-251.
- (上接第242页)
- [21] 宁夏统计局.2018 宁夏统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,2013—2018.
- [22] 内蒙古统计局.2018 内蒙古统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,2013—2018.
- [23] 陕西统计局.2018 陕西统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,2013—2018.
- [24] 山西统计局.2018 山西统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,2013—2018.
- [25] 河南统计局.2018 河南统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,2013—2018.
- [26] 山东统计局.2018 山东统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,2013—2018.
- [27] 国家统计局农村社会经济调查司.中国农村统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,2013—2018.
- [28] 鲁仕宝.珍爱湿地 促进人与自然和谐共生[EB/OL]. [2022-11-05] https://news.cnr.cn/comment/sp/20221105/t20221105_526052109.shtml.
- [29] 姚文艺,焦鹏.黄河流域水土保持综合治理空间均衡性分析[J].水土保持学报,2023,37(1):1-7.
- [30] 杨开忠,董亚宁.黄河流域生态保护和高质量发展制约因素与对策:基于“要素—空间—时间”三维分析框架[J].水利学报,2020,51(9):1038-1047.
- [31] 金凤君,马丽,许堃.黄河流域产业发展对生态环境的胁迫诊断与优化路径识别[J].资源科学,2020,42(1): 127-136.
- [32] 郭付友,佟连军,仇方道,等.黄河流域生态经济走廊绿色发展时空分异特征与影响因素识别[J].地理学报, 2021,76(3):726-739.
- [33] 金凤君.黄河流域生态保护与高质量发展的协调推进策略[J].改革,2019(11):33-39.
- [34] 张贡生.黄河流域生态保护和高质量发展:内涵与路径[J].哈尔滨工业大学学报, 2020,22(5):119-128.
- [35] 吴平.打好“三大攻坚战”“污染防治与环保制度创新”系列笔谈之二:生态补偿的实际运作观察[J].改革, 2017(10):71-74.